



Évaluation de la stabilité chimique des mélanges sols-boues en vue de leur utilisation comme couche de rétention d'eau d'un recouvrement de type CEBC

Rachid Amrou, Abdelkabar Maqoud, Mamert Mbonimpa & Tikou Belem
Institut de recherche en mines et en environnement – Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Québec, Canada

ABSTRACT

In humid climate, oxygen barrier is considered as the most viable option for the reclamation of mine sites that generate acid mine drainage (AMD). In the context of sustainable development, it is strongly recommended to use available wastes for reclamation. Sludge AMD treatment can be mixed with soils to produce a cover material. The objective of this paper is to evaluate the chemical stability of such mixtures, in terms of metals stability, against acid rainwater leaching. For that purpose, six different sludge mixture materials (TSMs) were prepared. These TSMs were placed in columns and subjected to wetting/drying cycles using rainwater. After each cycle leachates were collected and analyzed. Results show that these materials are non-acid generating because they have a high neutralizing capacity, and a longer depletion time of carbonates. This is very encouraging for their large-scale use.

RÉSUMÉ

En climat humide, les barrières à l'oxygène sont considérées comme l'option la plus viable pour la restauration des sites miniers générateurs de drainage minier acide (DMA). Dans le contexte du développement durable, il est fortement recommandé d'utiliser les rejets miniers comme matériaux de construction des systèmes de recouvrement. Les boues issues du traitement du DMA peuvent être mélangées à des sols pour produire un matériau ayant les propriétés hydrogéologiques adéquates d'une couche de rétention d'eau d'une couverture de type CEBC. L'objectif de cet article est d'évaluer la stabilité chimique de tels mélanges, en termes de mobilité des métaux, contre la lixiviation des eaux pluviales acides. À cette fin, six différents mélanges till-boues (MTBs) ont été préparés. Ces MTBs ont ensuite été placés dans des colonnes et soumis à des cycles de mouillage/séchage avec de l'eau de pluie. Après chaque cycle, les lixiviats ont été collectés et analysés. Les résultats montrent que ces MTBs ne génèrent pas d'acidité en raison de leur capacité de neutralisation élevée et du temps d'épuisement des carbonates plus long. Ce qui est très encourageant quant à leur utilisation à grande échelle.

1 INTRODUCTION

Le drainage minier acide (DMA) demeure encore aujourd'hui l'un des principaux problèmes environnementaux auquel fait face l'industrie minière canadienne. Ses impacts sur l'environnement incluent la destruction de la flore et de la faune aquatique dans les cours d'eau contaminés ainsi que la contamination de l'eau souterraine (Down et Stocks, 1977; Paine, 1987; Gray, 1997).

Différentes techniques ont été développées pour contrôler la production du DMA. Parmi ces techniques on retrouve les recouvrements en eau, les barrières à l'eau et celles à l'oxygène. En climat humide, comme celui qui règne au Québec, les barrières à l'oxygène sont les techniques les plus appropriées (SRK, 1989; MEND, 2001). Parmi ces barrières à l'oxygène, on retrouve les

recouvrements multicouches de type couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC). Une CEBC comporte au moins une couche de matériaux fins (dite couche de rétention d'eau, CRE) placée entre deux couches de matériaux grossiers pour créer les effets de barrière capillaire. La CRE demeure à un haut degré de saturation en eau permettant ainsi de limiter la diffusion de l'oxygène vers les résidus réactifs.

Lorsque les matériaux fins requis (Aubertin et Chapuis, 1991) ne sont pas disponibles au voisinage des sites miniers à restaurer, il est possible de d'utiliser des rejets miniers non-générateurs d'acidité (Ricard et al., 1999; Maqoud et al., 2009, 2011, 2016). Ainsi, les boues de traitement du drainage minier disponibles sur les sites peuvent constituer un matériau alternatif, lorsqu'elles sont mélangées de manière optimale avec les sols comme le till, par exemple.

Les boues sont obtenues lors du traitement actif du DMA par l'ajout d'un composé alcalin (ex : chaux vive, chaux hydratée, soude, etc.) afin d'en neutraliser l'acidité ou de faire précipiter les métaux présents. Ce traitement se base sur le fait que les métaux ont une solubilité plus élevée à pH faible, donc en augmentant le pH, les métaux dissous auront tendance à précipiter (Aubertin et al., 2002). Les métaux précipitent sous forme d'hydroxydes et ce procédé engendre de grandes quantités de boues de traitement ayant une densité de pulpe variable (2 à 30% solide selon le procédé), qui doivent être entreposées et gérées de façon sécuritaire (Aubé, 2004).

Pour concevoir une stratégie de gestion des boues plus appropriée pour un site, plusieurs facteurs doivent être pris en considération, à savoir la quantité des boues produites, la capacité de déshydratation des boues, la siccité, le volume des boues, la stabilité chimique et physique. De plus, l'aspect économique et la disponibilité des espaces de stockage qui sont des facteurs importants dans la gestion des boues déterminent habituellement la stratégie à adopter pour l'entreposage de ces derniers (Zinck, 2005).

Une étude réalisée en 2013 a démontré que les coûts de gestion des boues étaient généralement compris entre 5 et 20% des coûts de traitement des eaux (Zinck et Griffith, 2013). Les coûts globaux varient de 0,02 à 42 M\$ pour une moyenne d'environ de 7,5 M\$ et le coût moyen de traitement des eaux de drainage minier est de 1,54 \$/m³ (Zinck et Griffith, 2013). Face à ces coûts de gestion exorbitants et la quantité de boues qui augmente d'année en année (entre 20 et 135 000 tonnes/an des boues sèches, pour une moyenne de 9500 tonnes/an/site selon la même étude), les opérateurs miniers cherchent à mettre en œuvre des plans de gestion adaptés d'un point de vue technique, environnemental et économique. Ainsi certains d'entre eux optent pour une valorisation de ces boues afin de leur donner une seconde vie réduisant par la même occasion les coûts liés aux stockages.

Les mélanges sols-boues (MSBs) pourraient être utilisées comme couche de rétention d'eau dans une CEBC. En effet, Mbonimpa et al. (2016) ont montré qu'un mélange optimal de silt naturel et de boues (non génératrice d'acide) avait des propriétés hydrogéotechniques appropriées pour constituer un bon matériau fin pour la couche de rétention d'eau d'une CEBC. Ces auteurs ont pu quantifier le volume que cette réutilisation des boues permettrait de libérer dans les anciens bassins de sédimentation et qui pourrait servir au stockage de nouvelles boues. L'étude réalisée par Mbonimpa et al. (2016) était néanmoins préliminaire car elle était basée sur un seul sol et sur une seule boue provenant du site Mouska-Doyon-Westwood. De plus, aucune étude de la stabilité chimique à long-terme des mélanges sols-boues en présence de l'eau de pluie (généralement acide) n'a été réalisée.

Dans une perspective de valider l'approche de valorisation des boues, l'objectif principal de cette étude consiste à évaluer la stabilité chimique des mélanges sols-boues à l'aide des essais de lixiviation. Les résultats de ces investigations vont permettre de statuer sur la mobilité potentielle des contaminants (métaux et sulfates).

2 MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1 Préparation et homogénéisation des mélanges

Des mélanges de till avec deux types de boues ont été préparés. La première boue provenant de la mine A (wa), était une boue fraîchement déposée dans le bassin de décantation. La 2^{ème} boue provenant de la mine B (ww), était une boue déposée depuis plusieurs années.

Les mélanges till-boues (MTBs) ont été préparés au laboratoire à l'état humide et mélangés à l'aide d'un malaxeur et en utilisant la méthode de quartage jusqu'à homogénéisation complète. Trois teneurs en boues (β) ont été sélectionnées (β = masse de boues humides/masse de till humide). Les teneurs en eau initiales utilisées étaient de 7,5% pour le till et de 175% et de 200% respectivement pour les boues B et A.

Pour la présente étude, des teneurs en boues de 10%, 20% et de 30% ont été utilisées pour chaque mélange, ce qui donne un total de six MTBs.

2.2 Méthodes de caractérisation des matériaux

Les matériaux utilisés dans les mélanges ont fait l'objet de caractérisation physique. Ainsi, la densité relative des grains (Dr) est obtenue selon la norme (ASTM D-550-06.) à l'aide d'un pycnomètre à hélium Micromeritics Accupyc 1330. L'analyse granulométrique a été réalisée par tamisage sec pour le till et par granulomètre laser Malvern Mastersizer pour les deux boues. Pour la caractérisation chimique, les échantillons ont été séchés puis finement broyés, homogénéisés et pulvérisés préalablement; ensuite, les analyses suivantes ont été réalisées : i) l'analyse chimique élémentaire à l'aide de l'ICP-AES (Skoog et Leary, 1992; Villeneuve, 2004), ii) la détermination de la teneur en soufre/carbone par fournaise à induction, iii) les oxydes par fluorescence aux rayons X (XRF), iv) les phases minéralogiques à l'aide du diffractomètre aux rayons X (Rietvelt, 1993; Young, 1995) et v) les phases minérales amorphes et la texture à l'aide de la microscopie électronique à balayage MEB-EDS (Skoog et Leary, 1992).

2.3 Montage des colonnes

Des essais cinétiques de lixiviation en colonnes ont été réalisées pendant une année. Dans ces essais, six MTBs et trois matériaux témoins (till, boues ww et boues wa) ont été placés chacun dans une colonne expérimentale de 30 cm de hauteur et de 14 cm diamètre. Ces matériaux ont été compactés (couche de 20 cm) afin d'atteindre les porosités fixées pour cette étude.

Les colonnes ont été soumises à des cycles de mouillage et de drainage. Après chaque cycle de mouillage, les lixiviats ont été récupérés et analysés, afin d'évaluer leurs compositions physico-chimiques. Il est important de mentionner que chaque cycle de mouillage et de drainage dure environ 1 mois et qu'au total 12 cycles ont été réalisés.

2.4 Calcul du potentiel de neutralisation

Le potentiel de neutralisation (PN) a été calculé par la méthode minéralogique en utilisant l'équation proposée par Lawrence et Scheske (1997). Dans ce calcul on prend en considération le pouvoir neutralisant des carbonates et des silicates ainsi que leurs réactivités relatives par rapport à la calcite (Paktunc, 1999). Ainsi, l'évaluation du PN peut être obtenue à l'aide de l'équation suivante :

$$PN = 1000_{\text{kg/t}} \times M_{\text{CaCO}_3} \times \sum_{i=1}^n \frac{C_i R_i}{M_i} \quad [1]$$

Où M_{CaCO_3} : masse molaire de la Calcite (g/mol); M_i : masse molaire du minéral i (g/mol); C_i : concentration du minéral i (wt%), et R_i : facteur de réactivité.

Cette méthode qui intègre la minéralogie est considérée comme fiable (Bouzahzah, 2013).

3 RESULTATS

3.1 Caractérisation physique

Les densités relatives des grains obtenues sont de 2,4, 2,6 et 2,7 respectivement pour les boues de ww, wa et les tills. Les courbes granulométriques des deux types de boues, du till et des MTBs sont présentés à la Figure 1. Cette dernière montre que la distribution granulométrique des différents mélanges (10, 20 et 30%) restent très proche de celle du till.

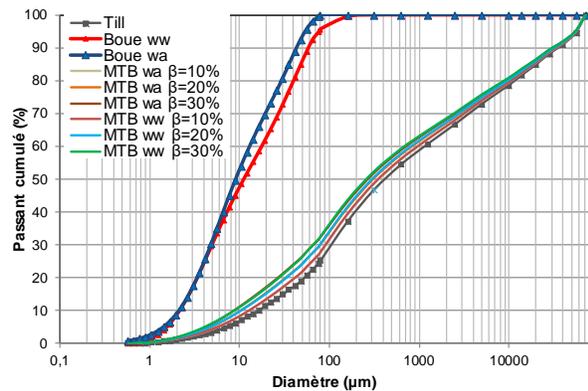


Figure 1. Courbes granulométriques des matériaux témoins (till, boues ww et boues wa) et des MTBs ($\beta=10\%$, 20% et 30%)

Les courbes granulométriques ont été utilisées pour déterminer le D_{10} , D_{30} et D_{60} qui représentent respectivement les diamètres des particules correspondant à 10%, 30% et 60% passant. Également, les coefficients d'uniformité ($C_u = D_{60}/D_{10}$) et de courbure ($C_c = D_{30}^2/D_{10} \times D_{60}$) ont été déterminés (voir Tableau 1). Pour les deux types de mélanges, le D_{10} se situe entre 7 et 11 μm , le D_{30} entre 60 et 120 μm , le D_{60} entre 600 et 1300 μm .

Selon le système de classification USCS des sols (norme ASTM D2487-06), le till correspond à un matériau de type SM (sable silteux) avec une granulométrie étalée. Considérant que les limites de liquidité (LL) et de plasticité (PL) qui étaient, respectivement, de 192% et 110%, pour

les boues ww, et de 217% et 160%, pour les boues wa (Kanteye, 2019), les deux boues sont fines et peuvent être classées comme MH (silt inorganique).

Tableau 1. Caractéristiques granulométriques des matériaux constituant les mélanges et les MTBs

Matériaux	D_{10} (μm)	D_{30} (μm)	D_{60} (μm)	C_u	C_c
Till	16	110	1200	75	0,6
Boue ww	2	5	18	8	0,6
Boue wa	2	5	13	6	0,8
MTB ww ($\beta=10\%$)	14	90	1000	75	0,6
MTB ww ($\beta=20\%$)	12	80	900	75	0,6
MTB ww ($\beta=30\%$)	9	70	700	77,8	0,8
MTB wa ($\beta=10\%$)	12	90	900	75	0,8
MTB wa ($\beta=20\%$)	10	75	800	80	0,7
MTB wa ($\beta=30\%$)	9	65	750	83,3	0,6

3.2 Caractérisation chimique

Les concentrations massiques en oxydes de l'ensemble des matériaux analysés par XRF sont présentés à la Figure 2.

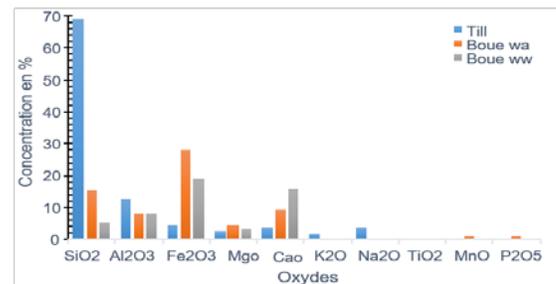


Figure 2. Composition en oxydes par XRF des matériaux de base

Les compositions chimiques en oxydes pour le till, indiquent la présence des teneurs élevées en silicates d'alumines (69% en SiO_2 et 12% en Al_2O_3), avec des teneurs relativement faibles en alcalins et alcalino-terreux. Les boues se distinguent par la présence des oxydes de fer dont les concentrations sont plus élevées dans les boues wa (28%) que dans les boues ww (18%).

Les résultats des analyses chimiques ICP-AES et soufre/carbone totaux sont présentés au tableau 2. Ce tableau montre que la plupart du soufre dans les boues est présent sous forme de sulfates. Les concentrations d'arsenic, de cuivre, de nickel et de zinc sont trop faibles voir même en dessous de la limite de détection dans les trois matériaux testés, tandis que le fer est présent en concentrations importantes, avec 12% et 18% respectivement dans les boues ww et wa et environ 3% dans le till. Le calcium aussi se trouve en forte concentration dans les boues, soit environ 10% dans les boues ww et 6% dans les boues wa en raison de l'utilisation

de la chaux ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) dans le processus de neutralisation du DMA.

Tableau 2. Résultats de l'analyse ICP-AES et soufre/carbone

Éléments (%)	Till	Boue ww	Boues wa
Al	5,89	3,65	3,61
As	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Ba	0,03	0,00	0,01
Ca	2,18	10,39	5,79
Cr	0,01	0,00	0,00
Cu	<0,001	<0,001	0,14
Fe	2,73	11,88	17,89
K	0,99	0,03	0,07
Mg	1,28	1,57	2,33
Mn	0,04	0,22	0,53
Na	2,35	0,14	0,03
Ni	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Ti	0,29	0,00	<0,0025
Zn	<0,0055	0,02	0,65
C _{total}	0,05	0,65	2,06
S _{total}	0,048	6,53	0,75

3.3 Caractérisation minéralogique

Le till a une minéralogie plus variée, avec comme composants principaux: l'albite (42%), le quartz (35%), la muscovite (10%), la chlorite (7%) et la cordiérite (5%). Les boues wa sont composées de calcite (50%), de corindon (35%) et quartz (14%). Quant aux boues ww, elles sont composées de gypse (80%), de corindon (16%) et d'albite (4%).

La stabilité chimique des mélanges till-boues dépend de celle des boues (Zinck, 1999). Cependant les analyses chimiques indiquent une présence considérable du Fe dans les boues ww (45%) et les boues wa (58%). Des minéraux peu cristallins ou amorphes comme les oxydes, les hydroxydes de Fe et les sulfates peuvent être présents et ne diffractent pas. De ce fait ils ne peuvent pas être détectés par l'analyse DRX (Ruffell et Wiltshire, 2004) (limite de détection). Afin de déterminer la composition de certaines phases amorphes, des zones texturales pertinentes ont été présélectionnées lors du balayage des sections polies des boues par MEB-EDS. Les résultats de l'imagerie X par MEB-EDS des boues sont présentées à la Figure 3. L'analyse MEB-EDS a permis d'identifier la présence des oxydes de Fe et silicates (quartz et orthoclase) dans les deux types de boues, l'hydroxyde de Ca (portlandite) dans les boues wa et des sulfates (gypse) dans les boues ww.

L'ensemble des résultats obtenus (chimie et minéralogie) permettent d'obtenir une minéralogie plus précise en utilisant la réconciliation (voir Bouzahzah, 2013 pour plus de détail).

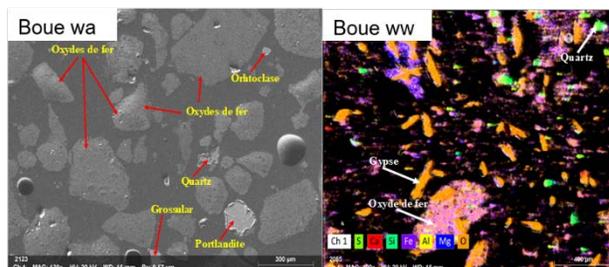


Figure 3. Imagerie X par MEB-EDS des phases minéralogiques des boues.

Ainsi, la minéralogie réconciliée indique la présence de gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) et la magnétite (Fe_3O_4) comme phases minérales majeures dans les boues ww (34% et 21%, respectivement) avec la présence d'autres phases notamment, les silicates comme la biotite (5,5%), les carbonates comme la dolomite (7%) ainsi que le corindon (7,5%). Quant à la minéralogie réconciliée des boues wa, elle est similaire à celle des boues ww avec quelques différences telle que l'absence de gypse (les boues de wa étaient fraîchement produites) et la présence de calcite (15%) et des teneurs en quartz plus élevées (10%). En ce qui concerne le till comme type de sol (riche en silice), l'albite et le quartz constituent les principales phases minérales (36% et 35%, respectivement). Le till contient également autres silicates à savoir la biotite (8%), la chamosite (7%) et la cordiérite (5%) et carbonates (calcite 5%).

Les résultats issus de la réconciliation permettent ainsi une quantification plus précise de l'ensemble des matériaux permettant ainsi d'évaluer leur comportement environnemental.

3.4 Potentiel net de neutralisation PNN

Les résultats de calcul du PN et PNN ($\text{PNN} = \text{PN} - \text{PA}$) des matériaux de base sont présentés au Tableau 3. Les valeurs PNN de l'ensembles des matériaux sont largement supérieurs à 20 kg CaCO_3/t et de ce fait ils peuvent être considérés comme non-générateurs d'acidité (voir MEND, 2009).

Tableau 3. Évaluation du PN et PNN des matériaux de base

Essai statique minéralogique	Till	Boue ww	Boue wa
PN (kg CaCO_3/t)	66,00	240,96	262,97
PNN (kg CaCO_3/t)	64,50	198,15	239,28

Il est important de mentionner que les boues ww, même si elles sont considérées comme matériaux non générateurs d'acide, peuvent dans les conditions de précipitation de gypse avec les oxydes de fer (libération du soufre et des métaux), générer de l'acide. Pour cette raison, les essais cinétiques de lixiviation semblent pertinents pour évaluer leur stabilité chimique au fil du temps.

3.5 Résultats des essais de lixiviation

3.5.1 Qualité physico-chimique des lixiviats

La composition physico-chimique des lixiviats a été analysée pour chaque cycle et les résultats relatifs au pH, à la conductivité électrique et l'acidité/alcalinité sont présentés à la Figure 4.

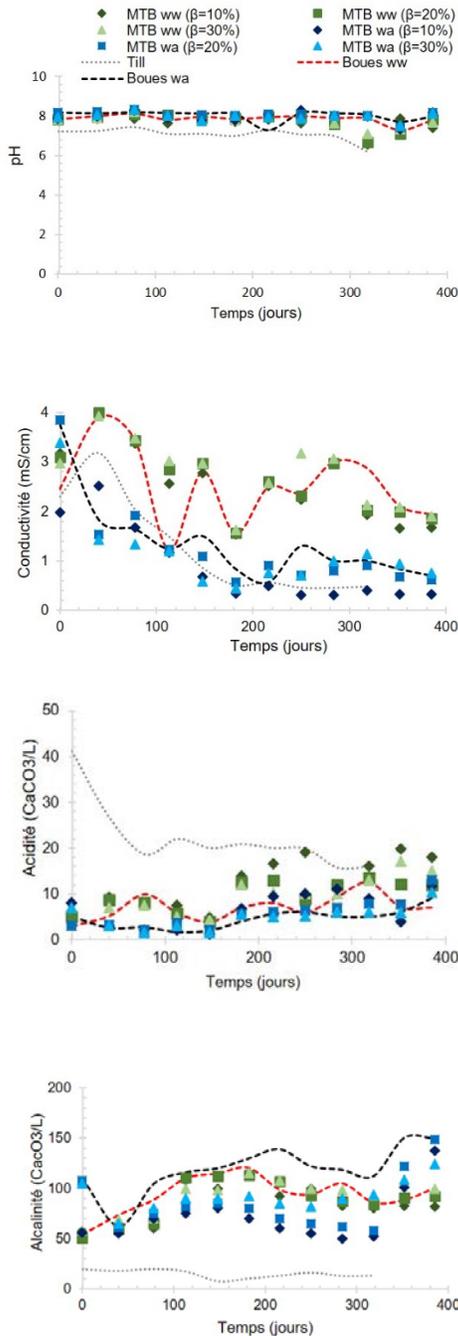


Figure 4. Évolution du pH, de la conductivité électrique, de l'acidité et de l'alcalinité dans les lixiviats pour le till seul, les deux boues seules et pour les six MTBs.

Durant toute la période d'étude, les valeurs mesurées du pH des lixiviats des matériaux à l'étude sont neutres : autour de 8 pour les différents MTBs et pour les deux boues seules et autour de 7 pour le till seul.

La conductivité électrique varie entre 0,2 et 4 mS/cm avec une tendance à la baisse pour tous les matériaux à l'étude.

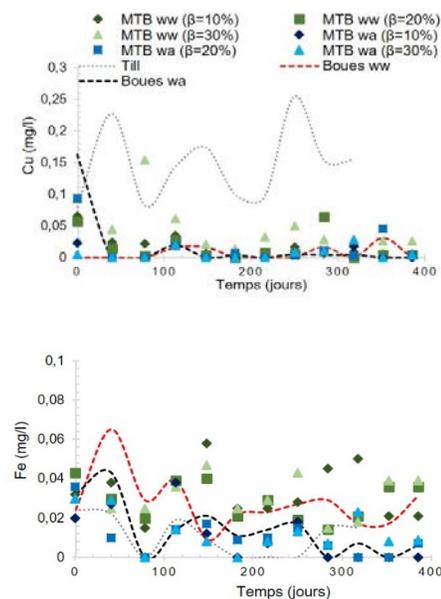
Les valeurs de Eh (non présentées ici), se situent en moyenne autour de 500mV pour toutes les colonnes. L'acidité des MTBs ainsi que celle des boues seules était faible, avec des valeurs généralement inférieures ou égales à 20 mg de CaCO₃/L. Quant au till, l'acidité initiale était plus élevée (autour de 40) mais elle a connu ensuite une baisse progressive.

L'alcalinité générée est comprise entre 50 et 150 CaCO₃/L pour les MTBs et pour les boues seules alors que pour le till elle est demeurée en dessous de 20 mg de CaCO₃/L. Il est important de mentionner que cette alcalinité des boues et des mélanges a montré une augmentation jusqu'au 6^{ème} cycle, une baisse entre le 6^{ème} et le 9^{ème} cycle ensuite une augmentation jusqu'à la fin de la période d'étude.

3.5.2 Concentrations de métaux dans les lixiviats

Les résultats relatifs aux concentrations en métaux (Ca, Mg, Cu, Fe, Zn) dans les lixiviats sont présentés à la Figure 5 pour le till seul, les deux boues seules et pour les six MTBs.

À pH neutre, les concentrations du Ca et du Mg tendent à diminuer progressivement dans les lixiviats des MTBs. La concentration des éléments métalliques (Fe, Cu et Zn) tend à diminuer et la concentration de chacun de ces éléments ne dépasse pas la limite de concentration moyenne mensuelle acceptable (Fe < 3mg/l, Cu < 0,3 mg/l et Zn < 0,5 mg/l) exigée par la directive D-019 (Directive 019 sur l'industrie minière, 2012) relatif aux exigences de la qualité de rejet de l'effluent final.



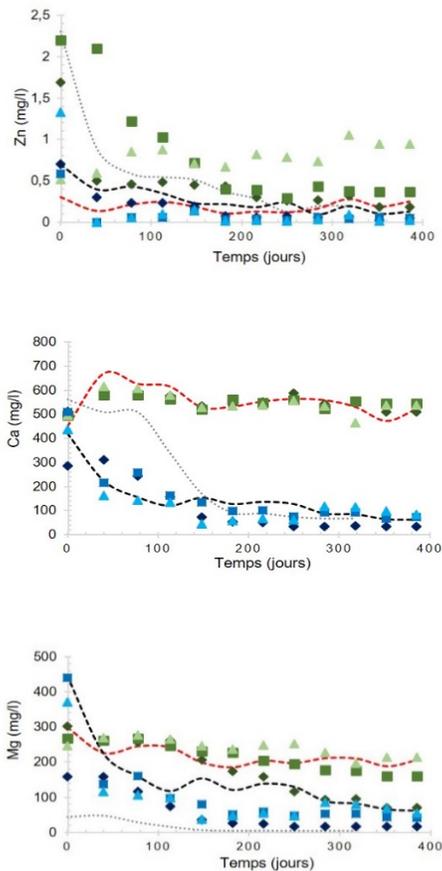


Figure 5. Évolution des concentrations Cu, Fe, Zn, Ca et Mg dans les lixiviats pour le till seul, les deux boues seules et pour les six MTBs.

4 DISCUSSION

Les courbes d'oxydation-neutralisation (voir Figure 6) ainsi que les droites d'épuisement chimique (voir Figure 7) ont été tracées afin de prédire le potentiel de génération d'acidité (PGA) à long terme des boues et des deux mélanges till-boues ($\beta=30\%$) ainsi que le temps d'épuisement des sulfates et des carbonates dans ces derniers.

La Figure 6 montre que le tracé du $\text{Ca}^+\text{Mg}^+\text{Mn}^+$ en fonction des concentrations de produits d'oxydation (sulfate) est linéaire. De plus, on peut observer que les teneurs initiales de ces éléments dans le graphique se trouvent du côté $\text{Ca}^+\text{Mg}^+\text{Mn}^+$ (c.-à-d. au-dessus de la courbe) et de ce fait les matériaux sont considérés comme non-générateurs d'acidité.

Les courbes d'épuisement chimique et de tendance (prolongement des courbes d'épuisement) ont été tracées en utilisant les données du suivi des lixiviats (Figure 7). En extrapolant les droites sur les graphiques, les courbes de tendances ont permis d'évaluer le temps d'épuisement chimique dans les boues et dans les mélanges. En comparant les résultats des taux d'épuisement des sulfates avec ceux de $\text{Ca}^+\text{Mg}^+\text{Mn}^+$, on peut constater que les réactions d'oxydation-neutralisation se sont produites plus

rapidement dans les colonnes des MTBs par rapport aux boues seules.

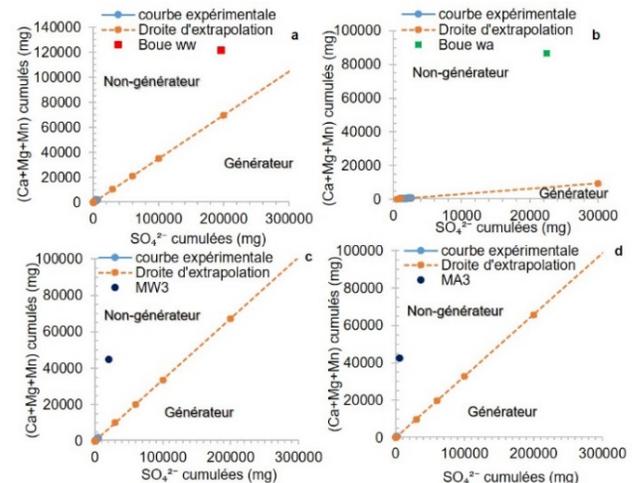


Figure 6. Courbes d'extrapolation oxydation-neutralisation de la boue ww (a), boue wa (b), MW3(c) et MA3(d) MW3 : mélange till-boue ww ($\beta=30\%$) MA3 : mélange till-boue wa ($\beta=30\%$)

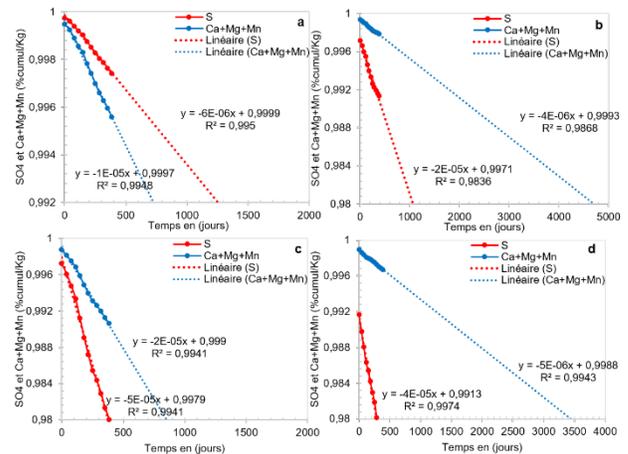


Figure 7. Courbes d'épuisements du S_{total} et des produits de Ca-Mg-Mn dans les colonnes de la boue ww (a), boue wa (b), MW3 (c) et MA3(d) MW3 : mélange till-boue ww ($\beta=30\%$) MA3 : mélange till-boue wa ($\beta=30\%$)

Les résultats, présentés au tableau 4, indiquent que la quantité de $\text{Ca}^+\text{Mg}^+\text{Mn}$ dans les boues ww sera épuisée avant les sulfates, ce qui signifie qu'à long terme, il pourrait y avoir du soufre qui sera produit versus une quantité insuffisante de carbonates pour neutraliser le DMA au cas où il y aurait une oxydation des sulfures.

Les mélanges till-boues et les boues wa sont non générateurs d'acidité à long terme, car le temps avant l'épuisement des carbonates est plus long que celui des sulfates, soit environ 5 fois plus long dans les boues wa. Cela est parfaitement concordant avec les résultats des courbes d'oxydation-neutralisation. Autrement dit, ces

matériaux renferment suffisamment de carbonates pour neutraliser toute l'acidité produite par l'oxydation.

Tableau 4. Temps d'épuisement du S et des éléments neutralisants (Ca⁺Mg⁺Mn) des colonnes des mélanges et des boues.

Colonnes	Boue ww	Boue wa	MW3	MA3
Temps d'épuisement du soufre (an)	456	136	55	68
Temps d'épuisement de Ca ⁺ Mg ⁺ Mn ⁺ (an)	273	684	136	555

5 CONCLUSION

L'utilisation des mélanges till-boues (MTBs) dans les recouvrements miniers requiert que les mélanges présentent une stabilité chimique à court et à long termes et ne génèrent pas de contaminants. Afin d'évaluer la stabilité chimique des MTBs, des essais cinétiques de lixiviation ont été réalisées. Ainsi, six MTBs et trois matériaux témoins ont été testés (till, boues ww et boues wa). Les colonnes expérimentales remplies individuellement par chacun des matériaux ont été soumises à des cycles de mouillage et de drainage pendant un an et en utilisant l'eau de pluies. Les lixiviats récupérées après chaque cycle ont été analysés du point de vue physico-chimique.

Les résultats de suivi ont montré une stabilité du pH autour de 8 pour tous les mélanges, le Eh se situant en moyenne autour de 500 mV, la conductivité électrique variant entre 0,2 et 4 mS/cm. L'acidité était faible, avec des valeurs qui varient entre 0 et 20 mg CaCO₃/L et l'alcalinité est comprise entre 50 et 150 mg CaCO₃/L.

Les résultats de calculs du test statique minéralogique indiquent, d'une part, que les matériaux de base sont non générateurs d'acide et que les boues se caractérisent par un bon pouvoir neutralisation, en particulier les boues wa.

Les courbes d'oxydation-neutralisation ont montré que la quantité de Ca⁺Mg⁺Mn⁺ dans les boues et les mélanges est plus grande que celle des sulfates et ces matériaux sont non générateurs d'acide. D'autre part, le temps d'épuisement des carbonates est plus long que celui des sulfates dans les boues wa. Toutefois pour les boues ww, un comportement inverse par rapport à celui des boues wa a été observé.

En conclusion, et dans le cas d'une éventuelle utilisation de ces boues comme couche de rétention d'eau dans une CEBC, il est recommandé de tester ces matériaux à l'aide de modèle physique simulant ce type de recouvrements ainsi que de procéder à la modélisation numérique à long-terme afin d'évaluer la performance de ces recouvrements conçus à base de boues issues du traitement du DMA.

REMERCIEMENTS

Les travaux présentés dans cet article ont été réalisés dans le cadre des travaux de recherche au sein de l'IRME-UQAT-Polytechnique. Les auteurs aimeraient plus particulièrement remercier le fonds de recherche du

Québec sur la nature et les technologies (FRQNT), les partenaires industriels de l'IRME, particulièrement la compagnie minière IAMGOLD Corporation pour l'appui financier au projet. Les auteurs remercient également la Fonderie Horne Glencore pour leur collaboration lors de la réalisation de cette étude.

REFERENCES

- Aubé, B. 2004. Une étude en usine pilote de la production de boues à haute densité durant le traitement des eaux de drainage minier acide: *Mémoire de maîtrise*, département des génie civil, géologique et des mines, École polytechnique de Montréal, Canada.
- Aubertin, M., Bussière, B., et Bernier, L. 2002. Environnement et gestion des rejets miniers (CD-ROM), *Les Presses Internationales Polytechnique*, École Polytechnique de Montréal, Que., Canada.
- Bouzaahzah, H. 2013. Modification et amélioration des tests statiques et cinétiques pour une prédiction fiable du drainage minier acide, *Thèse de doctorat en sciences de l'environnement*, UQAT, 273.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Dagenais, A.M. et Archambault, M. 2004. Kinetic test comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential, *Environmental Geology*, 46(8): 1086-1101.
- Kanteye, O. 2019. Étude des propriétés hydrogéotechniques des mélanges sols-boues utilisables comme matériaux fins d'une couverture avec effets de barrière capillaire, *Mémoire de Maîtrise*, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC, Canada, 196
- Lawrence, R.W., Poling, G.P. et Marchant, P.B. 1989. Investigation of predictive techniques for acid mine drainage, *MEND Report 1.16.1 (a)*
- Lawrence, R.W. et Scheske, M. 1997. A method to calculate the neutralization potential of mining wastes, *Environmental Geology*, 32 : 100-106.
- Lawrence, R.W. et Wang, Y. 1997. Determination of neutralization potential in the prediction of acid rock drainage, *ICARD 1997, 4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, BC, Canada, 1: 449-464.
- Maqsood, A., Bussière, B., Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chouteau, M. 2011. Suction break to control slope-induced effects in covers used as gas barrier. *Canadian Geotechnical Journal*, 48: 53–71.
- Maqsood, A., Bussière, Mbonimpa, M., Aubertin, M., Zhan, J. 2009. Transient hydrogeological behaviour of a cover with capillary barrier effects. *Geotechnical Conference & 10th joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, GeoHalifax 2009, Nova Scotia, pp 851-858.*
- Maqsood, A., Neculita, C, Bussière, B., Benzaazoua, M. 2016. Hydrochemical evolution of the Abandoned Manitou Mine site during and after tailings deposition. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (9), 9054-9072.

- Mbonimpa, M., Bouda, M., Demers, I., Benzaazoua, M., Bois, D. et Gagnon, M. 2015. Preliminary geotechnical assessment of the potential use of mixtures of soil and acid mine drainage neutralization sludge as materials for the moisture retention layer of covers with capillary barrier effects, *Canadian Geotechnical Journal*, 53: 828-838.
- MEND. 2009. Prediction manual for drainage chemistry from sulphidic geologic materials, *MEND report 1.20.1*, Price, W.A. CANMET, Natural resources Canada, Canada.
- MEND, 2001. Sampling and analysis, *MEND/NEDEM report, 2*, 5.4.2b: 190.
- Paktunc, A. D. 1999. Mineralogical constraints on the determination of neutralization potential and prediction of acid mine drainage, *Environmental Geology* 39-2: 103-112.
- Rietveld, H. M. 1993. Chapter 2. The Rietveld method, R.A. Young, Oxford University Press, Oxford.
- Ricard, J.F., Aubertin, M., Pelletier, P., Poirier, P., and McMullenn, J. 1999. Performance of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada. Proceedings, Sudbury '99—Mining and Environment, Volume 2, p. 155- 164.
- Skoog, D.A. and Leary, J.J. 1992. Principles of instrumental analysis, Fourth Edition. Saunders College Publishing.
- SRK. 1989. Draft Acid Rock Drainage Technical Guide, Vancouver, 1.
- Villeneuve, M. 2004. Évaluation du comportement géochimique à long terme de rejets miniers à faible potentiel de génération d'acide à l'aide d'essais cinétiques. Mémoire de maîtrise, Département des génies civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal, Montréal, Qc, Canada.
- Young, R. A. 1995. The Rietveld Method: International Union of Crystallography.
- Zinck, J. 2005. Review of disposal, reprocessing and reuse options for acidic drainage treatment sludge, *MEND report, 3*: 68.
- Zinck, J. 2006. Disposal reprocessing and reuse options for acidic drainage treatment sludge, *ICARD 2006, 7th International Conference on Acid Rock Drainage, St. Louis, Mo, USA*.
- Zinck, J.M. et Griffith, W. 2013. Review of mine drainage treatment and sludge management operations, *MEND Report 3.43.1*: 101.